

VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ

BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

FAKULTA CHEMICKÁ
ÚSTAV CHEMIE A TECHNOLOGIE OCHRANY ŽIVOTNÍHO
PROSTŘEDÍ

FACULTY OF CHEMISTRY
INSTITUTE OF CHEMISTRY AND TECHNOLOGY OF ENVIRONMENTAL PROTECTION

BIOINDIKÁTORY - JEJICH ROLE PŘI HODNOCENÍ STAVU ŽIVOTNÍHO
PROSTŘEDÍ

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE
BACHELOR'S THESIS

AUTOR PRÁCE
AUTHOR

LUCIE WINKLEROVÁ

BRNO 2008



VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ
BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY



FAKULTA CHEMICKÁ
ÚSTAV CHEMIE A TECHNOLOGIE OCHRANY
ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

FACULTY OF CHEMISTRY
INSTITUTE OF CHEMISTRY AND TECHNOLOGY OF
ENVIRONMENTAL PROTECTION

BIOINDIKÁTORY - JEJICH ROLE PŘI HODNOCENÍ STAVU ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

BIOINDICATORS - THEIR ROLE IN THE EVALUATION OF ENVIRONMENT

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE
BACHELOR'S THESIS

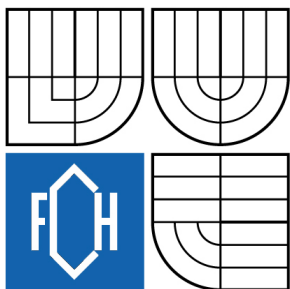
AUTOR PRÁCE
AUTHOR

LUCIE WINKLEROVÁ

VEDOUCÍ PRÁCE
SUPERVISOR

MVDr. HELENA ZLÁMALOVÁ
GARGOŠOVÁ, Ph.D.

BRNO 2008



Vysoké učení technické v Brně
Fakulta chemická
Purkyňova 464/118, 61200 Brno 12

Zadání bakalářské práce

Číslo bakalářské práce

FCH-BAK0142/2006

Akademický rok: **2007/2008**

Ústav

Ústav chemie a technologie ochrany životního prostředí

Student(ka)

Winklerová Lucie

Studijní program

Chemie a chemické technologie (B2801)

Studijní obor

Chemie a technologie ochrany životního prostředí (2805R002)

Vedoucí bakalářské práce

MVDr. Helena Zlámalová Gargošová, Ph.D.

Konzultanti bakalářské práce

Název bakalářské práce:

Bioindikátory - jejich role při hodnocení stavu životního prostředí

Zadání bakalářské práce:

Práce je teoretického charakteru.

- 1) Formou literární rešerše bude zpracován přehled bioindikátorů rostlinného a živočišného původu.
- 2) Bude posouzeno jejich využití pro jednotlivé složky životního prostředí.
- 3) Bude zhodnoceno jejich využití pro vybrané druhy kontaminantů a xenobiotik.

Termín odevzdání bakalářské práce: 31.7.2007

Bakalářská práce se odevzdává ve třech exemplářích na sekretariát ústavu a v elektronické formě vedoucímu bakalářské práce. Toto zadání je přílohou bakalářské práce.

Lucie Winklerová
student(ka)

MVDr. Helena Zlámalová Gargošová, Ph.D.
Vedoucí práce

Ředitel ústavu

V Brně, dne 1.9.2006

doc. Ing. Jaromír Havlica, CSc.
Děkan fakulty

ABSTRAKT

Předložená bakalářská práce se zabývá využitím rostlinných a živočišných bioindikátorů při hodnocení stavu životního prostředí. Bioindikátory jsou v práci rozděleny podle ekosystému, pro který jsou používány, na bioindikátory vodního a terestrického ekosystému. Dále jsou rozděleny podle skupin analytů, které jsou prostřednictvím nich indikovány. Pozornost v práci je věnována vybraným rizikovým prvkům, polycyklickým aromatickým uhlovodíkům a polychlorovaným bifenylům. Přítomnost těchto xenobiotik v životním prostředí je ovlivněná zejména lidskou činností. Především jednotlivá odvětví průmyslu a automobilová doprava jsou trvalými zdroji kontaminace ekosystému těmito xenobiotiky. Nemalý vliv na znečišťování ekosystému organickými a anorganickými kontaminaty měla také neuvážená aplikace některých hnojiv v zemědělské výrobě. Bioindikátory jsou využívány pro krátkodobý i dlouhodobý monitoring těchto kontaminantů. Význam bioindikace a bioindikátorů je velký; s jejich pomocí lze nejen posoudit přítomnost xenobiotika v daném prostředí, vývoj jejího výskytu, zdroje znečištění, ale jsou nezbytné i při hodnocení jeho biologického účinku a jím vyvolaných reakcí a mechanismů u sledovaného organismu. Biomonitoring je dnes již nezbytnou součástí ochrany životního prostředí, právě z důvodu sledování přítomnosti a transportu kontaminantů.

ABSTRACT

This thesis deals with the use of plant and animal bioindicators in an evaluation of the state of the environment. Bioindicators are divided in this work according to ecosystem for which they are used into bio indicators of terrestrial and of water ecosystem. Furthermore, they are divided according to groups of analytes, which are indicated by means of them. In the work the attention is paid to selected elements of risk, polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls. The presence of these xenobiotics in the environment is particularly influenced by human activities. First of all individual industrial and automobile transports are permanent sources of contamination of the ecosystem with these xenobiotics. Considerable influence on the ecosystem pollution with organic and inorganic contaminants had also an injudicious application of certain fertilizers in agricultural production. The importance of bioindication and bioindicators is big. They help us not only assess the presence of xenobiotic in the environment, the development of its occurrence and sources of pollution, but they are also necessary in the evaluation of its biological effect, and responses and mechanisms of the organism which are induced by it. Biomonitoring is now an essential part of environmental protection by reason of monitoring the presence and the transport of contaminants.

KLÍČOVÁ SLOVA

Bioindikátor, biomonitoring, ekosystém, kontaminant, xenobiotikum, životní prostředí

KEYWORDS

Bioindicator, biomonitoring, contaminant, ecosystem, xenobiotic, environment

WINKLEROVÁ, L. Bioindikátory - jejich role při hodnocení stavu životního prostředí. Brno 2008. 37 s. Bakalářská práce na Fakultě chemické Vysokého učení technického v Brně, Ústav chemie a technologie ochrany životního prostředí. Vedoucí bakalářské práce MVDr. Helena Zlámalová Gargošová, Ph.D.

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracovala samostatně a že všechny použité literární zdroje jsem správně a úplně citovala. Bakalářská práce je z hlediska obsahu majetkem Fakulty chemické VUT v Brně a může být využita ke komerčním účelům jen se souhlasem vedoucího bakalářské práce a děkana FCH VUT.

.....
podpis studenta

OBSAH

1. ÚVOD	7
2. PRINCIPY BIOINDIKACE A ZÁKLADNÍ VLASTNOSTI BIOINDIKÁTORŮ....	8
3. PŘEHLED A VLASTNOSTI KONTAMINANTŮ	8
3.1. Rizikové prvky	8
3.1.1. Olovo.....	9
3.1.2. Rtuť	9
3.1.3. Kadmium	10
3.1.4. Arsen.....	10
3.2. Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAH)	10
3.2.1. Stručná charakteristika	10
3.2.2. Zdroje PAH v životním prostředí.....	10
3.2.3. Výskyt PAH v životním prostředí.....	12
3.3. Polychlorované bifenily (PCB).....	13
3.3.1. Stručná charakteristika	13
3.3.2. Zdroje PCB v životním prostředí	14
3.3.3. Výskyt PCB v životním prostředí	14
4. BIOINDIKÁTORY ROSTLINNÉHO PŮVODU	15
4.1. Rizikové prvky	15
4.1.1. Rostlinné bioindikátory rizikových prvků.....	16
4.1.2. Houby jako bioindikátory rizikových prvků.....	17
4.2. Polycyklické aromatické uhlovodíky	19
4.2.1. Vodní ekosystém.....	19
4.2.2. Terestrické ekosystémy.....	20
4.3. Polychlorované bifenily	20
4.3.1. Vodní ekosystém.....	20
4.3.2. Terestrické ekosystémy.....	22
5. BIOINDIKÁTORY ŽIVOČIŠNÉHO PŮVODU	22
5.1. Vybrané rizikové prvky.....	23
5.1.1. Drobní zemní savci.....	23
5.1.2. Ptáci	23
5.1.3. Volně žijící a lovná zvěř	25
5.1.4. Žížaly	26
5.2. Polycyklické aromatické uhlovodíky	26
5.2.1. Ryby.....	26
5.3. Polychlorované bifenily	28
5.3.1. Vodní ekosystém.....	28
5.3.1.1. Ryby	28
5.3.1.2. Rybožraví savci a ptáci.....	29
5.3.2. Terestrické ekosystémy.....	30
5.3.2.1. Drobní zemní savci.....	30
5.3.2.2. Ptáci.....	31
5.3.2.3. Další bioindikátory živočišného původu	33
6. ZÁVĚR	34

7. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY	35
8. SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK	37

1. ÚVOD

Vzhledem k tomu, že se stále zvyšuje podíl antropogenních vlivů v přírodě a tím roste riziko průniku různých škodlivých chemických látek do všech složek životního prostředí, jsou postupně identifikovány nejen tyto škodlivé chemické látky (kontaminanty), ale také jsou charakterizovány organismy, prostřednictvím kterých lze zjistit, zda a jak moc je daný ekosystém kontaminován (bioindikátory).

Bioindikátory mohou vypovídat o stavu zátěže příslušné složky ekosystému v dané lokalitě a v kombinaci s dalšími údaji (o kontaminaci ovzduší, vody či půdy) i o transportních mechanismech kontaminantu¹.

Bioindikace je nedílnou součástí hodnocení všech typů ekosystémů, jelikož lidská činnost se dnes dotýká skutečně všech složek životního prostředí. Kvalitu lidského života však ovlivňuje i stav životního prostředí. Má vliv nejen na zdraví člověka, ale ovlivňuje i ekonomické a hospodářské aspekty. Krajina s narušenými přírodními zdroji a narušenou ekologickou rovnováhou přímo omezuje hospodářský rozvoj a může způsobovat i problémy společenské².

2. PRINCIPY BIOINDIKACE A ZÁKLADNÍ VLASTNOSTI BIOINDIKÁTORŮ

Základním projevem živé hmoty (živočich, rostlina) je schopnost reakce na vnější podnět, který vyvolá odezvu. Takovým vnějším podnětem mohou být i látky, které jsou pro životní prostředí zatěžující. Tuto schopnost organismů lze považovat za základní princip bioindikace. V hodnocení bioindikátorů jsou posuzovány ty změny, které se odvozují od zátěže cizorodými látkami. Taktéž zvýšená akumulace těchto cizorodých látek v organismu je hodnocena jako projev bioindikačních schopností sledovaného organismu.

Bioindikátory jsou nazývány ty organismy, které na zátěž cizorodými látkami reagují změnami životních projevů nebo akumulací sledovaných látek³. Bioindikační organismy by měli splňovat celou řadu vlastností, uvedme si alespoň ty nejzákladnější:

- výskyt v hojném počtu ve všech stanovištních podmínkách
- stálost základních fyziologických hodnot, popř. morfologických znaků s malou ekologickou plastičností, ve vztahu k přírodním stanovištním podmínkám
- včasnost reakce na antropogenního činitele
- tolerance vůči tomuto činiteli, tzn. schopnost přežití i dlouhodobého a intenzivního působení dané škodliviny
- rychlý metabolismus, díky kterému se může projevit vliv xenobiotik, která jsou v organismu přítomná i ve stopových množstvích
- dlouhou dobu života, díky které mohou být zjištěny i důsledky chronických zátěží
- rychlý sled pokolení, pro včasné zjištění genetických změn, př. vrozených poruch a deformit
- musí patřit do okruhu druhů, u nichž byly již stanoveny základní fyziologické, biometrické a populační hodnoty
- nesmí být ovlivněny pěstováním a chovy v umělých podmínkách
- měly by být dostatečně velké, aby se nemuselo používat stopových a ultrastopových metod při zpracování individuálních odběrů².

3. PŘEHLED A VLASTNOSTI KONTAMINANTŮ

3.1. Rizikové prvky

V literatuře se můžeme setkat s různými názvy pro anorganické prvky, které jsou hodnoceny jako kontaminanty životního prostředí. Ve spojitosti se zemědělskými systémy se často hovoří o rizikových chemických prvcích. Jsou to nejen těžké kovy, které jsou určovány vůbec nejčastěji, ale jedná se i o prvky, které jsou zařazovány mezi esenciální, ovšem po překročení určitého množství jsou také považovány za toxické. Mnoho odborníků na životní prostředí upřednostňuje termín rizikové prvky, a to zejména s ohledem na medicínsko ekologickou problematiku.

Většina studií věnuje svoji pozornost olovu, rtuti, kadmiu a arsenu, hodně často bývá také určována měď, nikl a zinek.

Rizikové prvky a jejich sloučeniny bývají děleny do čtyřech kategorií a to na základě jejich negativního působení na lidský organismus:

- V první kategorii jsou látky, které vyžadují zavedení nových kritérií. Patří sem mangan.

- V druhé kategorii jsou látky, které vyžadují nové údaje a hodnocení. V této kategorii je zařazeno kadmium, olovo a rtuť.
- Do třetí kategorie patří látky, které vyžadují hloubkové posouzení a to na národní i mezinárodní úrovni – jedná se o velké množství látek, které se vyskytují ve stopovém množství. Jedná se zejména o sloučeniny, kde je zdrojem kontaminace průmysl, spalování fosilních paliv, likvidace odpadů nebo přirozených produktů. Sem řadíme arsen, berylium, chrom, měď, nikl, selen, vanad a zinek.
- Chemické látky ve čtvrté kategorii vyžadují předběžné posouzení. Patří sem antimon, cín, kobalt, lithium, paladinum a platina².

Následující část práce bude věnována základním biologickým a toxikologickým vlastostem olova, rtuti, kadmia a arsenu, kterým jak již je zmíněno výše, je ve studiích věnována pozornost nejvíce:

3.1.1. Olovo (Pb)

Patří mezi nejrozšířenější ze skupiny těžkých kovů, je vysoce toxické. Olovo má velké kumulativní vlastnosti, významně se hromadí zejména v sedimentech, kalcích i v biomase mikroorganismů a rostlin.

Olovo je podle Přílohy č. 1 vyhl. č. 356/2002 Sb. řazeno do skupiny 2 azbest a těžké kovy a jejich anorganické sloučeniny vyjádřené jako kov. Pro olovo je uplatňován všeobecný limit pro skupinu kov zahrnující cín, chrom jiný než šestimocný, mangan, měď, olovo, vanad a zinek. Při hmotnostním toku emisí všech těchto znečišťujících látek vyšším než 50 g/h nesmí být překročena úhrnná hmotnostní koncentrace 5 mg/m³ těchto znečišťujících látek v odpadním plynu. Imisní limit je pro olovo podle Přílohy č. 1 vyhl. č. 350/2002 Sb. je 0,5 µg/m³. Dle přílohy č. 1 k vyhlášce 376/2000 Sb. je nejvyšší mezní hodnota pro pitné vody 0,01 mg/l. Přípustný imisní standart pro povrchové vody je dle přílohy č. 3 k nařízení vlády č. 61/2003 Sb. 15 µg/l.

Antropogenním zdrojem olova je sklářský, elektrotechnický, chemický a strojírenský průmysl. Dalším zdrojem je automobilová doprava, nebo například prašné emise z těžby a zpracování olovnatých rud^{4,5,6}.

3.1.2. Rtuť (Hg)

Patří mezi vysoce toxické rizikové prvky, její toxicita však závisí na její formě. Rtuť má jeden z nejvyšších akumulčních koeficientů, její organické sloučeniny mají mimořádně velkou schopnost se akumulovat v organismech a dále se přenášet potravním řetězcem.

V přírodě se nejčastěji vyskytují anorganické chemické formy rtuti a její alkylované sloučeniny, z nich se nejčastěji setkáváme s halogenidy methylrtuti. Methylrtuť je několikanásobně toxičtější než anorganické formy rtuti. Methylrtuť se však málokdy dostane do životního prostředí antropogenní cestou, spíše se vytváří z anorganických forem v chemických cyklech, kterých se účastní mikroorganismy.

V Příloze č. 1 vyhlášky č. 356/2002 Sb. je stanoven emisní limit pro látky skupiny 2, které zahrnují azbest, těžké kovy a jejich sloučeniny definované jako kov. Při hmotnostním toku emisí těchto látek vyšším než 1 g/h nesmí být překročena úhrnná hmotnostní koncentrace 0,2 mg/m³ těchto látek v odpadním plynu.

K největším zdrojům úniků rtuti do životního prostředí patří chemický průmysl, zejména chemické podniky, kde se rtuť používá při výrobě alkalických hydroxidů a chloru.

Významným zdrojem rtuti v povrchových vodách jsou atmosférické vody kontaminované spalováním fosilních paliv^{2,4,5,7}.

3.1.3. Kadmium (Cd)

Prvek patřící do skupiny těžkých kovů, jeho sloučeniny patří mezi nebezpečné jedy. Značně se kumuluje v biomase. Kadmium se vyskytuje zejména v rudách, často doprovází zinek.

Emisní limity pro kadmium v odpadních vodách jsou dle Přílohy č. 1 k nařízení vlády č. 61/2003 Sb. stanoveny na 0,05 mg/l pro spalování odpadů, 0,1 mg/l pro odpadní vody ze strojírenské a elektrotechnické výroby a 0,2 mg/l pro smaltování, lakování, obrábění a elektrotechnickou výrobu.

Významným anthropogenním zdrojem kadmia jsou fosforečnanová hnojiva, dalším zdrojem jsou odpadní vody z galvanického pokovování a z výroby Ni-Cd baterií. Do atmosféry kadmium také přechází při spalování fosilních paliv, nafty a topných olejů. Do vody se uvolňuje nejen z průmyslu, ale i z domácností. V životním prostředí člověka je podstatným zdrojem kadmia cigaretový kouř^{4,5,8}.

3.1.4. Arsen (As)

Je prvek mající vlastnosti kovů i nekovů. V přírodě se vyskytuje zejména ve formě sulfidů, v malých množstvích doprovází téměř všechny sulfidické rudy. Některé jeho sloučeniny jsou velmi jedovaté, z toxikologického hlediska patří k nejvýznamnějším oxid arsenitý a arsenovodík.

Arsen je, stejně jako předchozí prvky, podle Přílohy č. 1 vyhl. č. 356/2002 Sb. zařazen do skupiny 2.

Anthropogenním zdrojem arsenu je spalování fosilních paliv, hutní a rudný průmysl, výroba barviv, koželužny, aplikace některých insekticidů a herbicidů, textilní a sklářský průmysl. Jelikož arsen doprovází fosfor, je přítomen i v odpadních vodách z praní prádla^{4,9}.

3.2. Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAH)

3.2.1. Stručná charakteristika

Polycyklické aromatické uhlovodíky je skupina látek, do které patří více než 100 sloučenin¹⁰. Je to jedna z nejvýznamnějších skupin semivolatilních environmentálních polutantů s karcinogenním potenciálem, proto je sledování jejich hladin v potravních řetězcích, bioindikátorech a dalších složkách ekosystému v popředí zájmu odborné veřejnosti. PAHs jsou v našem prostředí díky své lipofilitě, relativně velké stabilitě a nízké těkavosti některých z nich všudypřítomné¹. Vzhledem k jejich biologické aktivitě je populace vystavena určitému riziku, které je spojeno s karcinogenní a mutagenní aktivitou některých z těchto látek¹¹.

3.2.2. Zdroje PAH v životním prostředí

Spalování fosilních paliv je největším zdrojem PAH. Typicky se tyto látky uvolňují při nedokonalém spalovacím procesu. Do prostředí se tedy dostávají zejména při výrobě energie, spalování odpadů, při výrobě koksu, asfaltu, cementu, ze spalování odpadů, ze silniční dopravy, při krakování ropy, při výrobě hliníku a mnohých dalších¹⁰. Anthropogenní zdroje PAH můžeme rozdělit na mobilní, jako jsou například emise z benzínových a dieslových motorů a stacionární, za které je považováno spalování odpadů, různá domácí topeniště, atd.

PAH nejsou produkty pouze anthropogenní činnosti, ale mohou vznikat v přírodě také přirozenou cestou v průběhu přírodních „spalovacích“ procesů, např. požárů lesů a jiných ploch pokrytých vegetací (vřesovišť) či vulkanickou činností. Vedle mobilních zdrojů PAH a některých průmyslových procesů reprezentuje právě spalování biomasy zejména v zemědělství, lesním hospodářství a rekreaci globálně i lokálně nekontrolovatelné zdroje kontaminace atmosféry PAH¹. Současné odhady globálních ročních emisí hovoří o desetitisících až statisících tun PAH, které mohou přispívat k postupnému nárůstu znečištění atmosféry, terestického prostředí i hydrosféry. Spalování fosilních paliv se na tomto nárůstu podílí až z 90 %.

Pro jednotlivé zdroje PAH je charakteristické více či méně rozdílné spektrum jednotlivých PAH (tab. 1 a 2), což umožňuje při analýze vzorků životního prostředí s větší či menší pravděpodobností určit typ a míru příspěvku jednotlivých emisních zdrojů ke kontaminaci PAH. Příspěvek určitého zdroje PAH ke kontaminaci prostředí je závislý na mnoha faktorech, přičemž mezi hlavní patří stupeň emise ze zdroje, jeho zeměpisná poloha a aktuální lokální klimatické podmínky. Variabilita zastoupení PAH v emisích vzniklých pyrolytickými procesy z jednotlivých zdrojů je velká a závisí na podmínkách spalování, typu spalovaného materiálu a teplotě vzniku¹⁰.

Tabulka 1: Poměry obsahů PAH v emisích z různých zdrojů¹¹:

Zdroj	FLAN/PYR	PHAN/ANTR	PYR/BEPYR	BEPYR/BEPER
spalovny	0,15			0,14 – 0,6
ropná rafinerie	0,5			0,65 – 1,7
zpracování ropy				
slévárna	65			
elektrárna na uhlí	3			0,9 – 7
továrna na hnojiva	1,7			0,8 – 1,7
vytápění			0,3 – 0,8	0,62
benzinové výfuky	0,49			
automobily (benzín)			2 – 12	
automobily (diesel)			500 – 100	
doprava				0,4 – 1,3
spalování koksu	0,76 – 1,31	1,27 – 3,57		36,4
hoření dřeva (lesů)	0,7 – 1,37	2,14 – 11,17		1,2 – 5
výroba železa a oceli	0,89 – 2,64	1,5 – 10		0,4 – 1,16
kamenouhelný dehet	1,37			0,67

Tabulka 2: Dominantní PAH (v hmotn. %) v emisích z různých zdrojů¹¹:

Proces	> 40	> 30	> 20	> 10	> 1	> 0,01
Energetika						
hnědé uhlí		FLAN PHAN	PHAN FLAN PYR	ANTR BEPYR		
koks		ACE FLAN		DIBEA PYR PHAN CHR Σ BEFL		
dřevo	PHAN			ANTR		
spalovna městského odpadu		PHAN	FLAN PYR PHAN	ACL NAPH FLAN PYR		
Spalovací procesy						
zemní plyn	PYR ACL	FLAN	PYR PHAN	BEPYR	ACL	ostatní
hnědé uhlí (prachové)		FLAN	PHAN PYR BEPYR	ICDP PHAN CHR	BEPYR BEPER PYR	NAPH
hnědé uhlí (koksové)			PHAN FLAN PYR	ACE		NAPH BEFLU BEFL ICDP
topný olej	FLAN PYR		BEPYR PYR		FLAN CHR	ostatní
dřevo		PHAN	BEPYR	BEPER PYR		
lignit	PYR		BEPYR		BEPYR DIBEA	

3.2.3. Výskyt PAH v životním prostředí

PAH se v podstatě vyskytují ve všech složkách životního prostředí, jak na venkově, tak v oblastech průmyslových. V zimě se koncentrace PAH v ovzduší několikanásobně zvyšují oproti létu. PAH v plynné fázi začínají přibližně od teploty 150 °C kondenzovat na prachové částice, protože velké množství vzdušných PAH vázáno na prach. Výsledky monitoringu z roku 2004 prokázaly, že ve většině sledovaných měst byl překročen limit pro benzo[a]pyren. V půdách se hodnota benzo[a]pyrenu běžně pohybuje v rozmezí 10 – 1000 ng/g. Ve vodách se PAH váží na částice kalu a kumulují se v sedimentu.

PAH jsou dle Přílohy č. 1 vyhl. č. 356/2002 zařazeny do skupiny 3 mezi persistentní organické látky (POPs). Podle přílohy č. 1 k nařízení vlády č. 350/2002 Sb. je stanoven limit pro PAH vyjádřených jako benzo[*a*]pyren ve výši 1 mg/m³. Emisní limity ve vodě pro PAH udává Příloha č. 1 k nařízení vlády č. 61/2003 Sb., pro průmyslové vody provozů jako je těžba a tepelné zpracování uhlí, dřevozpracující průmysl, výroba léčiv, zpracování ropy a petrochemie je limit nastaven na 0,01 mg/l. PAH jsou vyjádřené jako součet koncentrací šesti sloučenin: fluoranten, benzo[*b*]fluoranten, benzo[*k*]fluoranten, benzo[*a*]pyren, benzo[*g,h,i*]perylene a ideno[1,2,3-*c,d*]pyren¹⁰.

3.3. Polychlorované bifenyly (PCB)

3.3.1. Stručná charakteristika

Polychlorované bifenyly byly od roku 1929 vyráběny jako chemické látky pro průmyslové využití¹². PCB jsou chemicky a biologicky velmi stabilní, jejich vysoká chemická a tepelná odolnost, která je předurčila k využívání ve speciálních odvětvích, je ale zároveň velmi nebezpečná zejména pro vodní ekosystémy. Pouze některé z izomerů (méně chlorované) jsou snáze metabolizovatelné. Proto se v biosféře postupně hromadí a jejich koncentrace se v jednotlivých složkách neustále zvyšuje¹³.

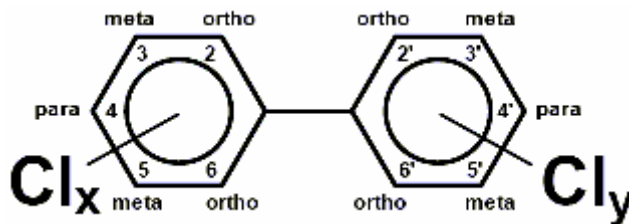
PCB jsou směsí organických látek vyráběných chlorací bifenyly za přítomnosti vhodného katalyzátoru. Jejich sumární vzorec je C₁₂H_{10-n}Cl_n, kde *n* je závislé na stupni chlorace a mění se v rozsahu od 1 do 10. Od základního skeletu bifenyly lze odvodit 209 chemických individuů, ta nazýváme kongenery. Každý kongener má svůj systematický název. Jednotlivé kongenery jsou označeny číslem dle názvosloví IUPAC¹. V průmyslově vyráběných směsích PCB převládaly pouze některé kongenery a jejich zastoupení často udávalo charakter, a tím i použití daného výrobku na bázi PCB¹².

PCB se téměř nerozpouštějí ve vodě a jsou lipofilní¹. Chemicky i biochemicky jsou velmi inertní, odolávají kyselinám i alkáliím, nepodléhají metabolickým změnám. Ale i přes jejich chemickou stálost podléhají pomalým chemickým změnám i v technických zařízeních, vznikají malá množství dimerů, trimerů a některých kyslíkatých sloučenin. Toxicita nově vzniklých látek je často vyšší než toxicita PCB¹³.

Jednotlivé kongenery PCB se liší svými fyzikálně-chemickými vlastnostmi i svým osudem v živých organismech. Obecně pro všechny kongenery PCB lze tyto vlastnosti, pro které byly PCB rozsáhle využívány, shrnout do následujícího výčtu:

- termostabilita
- stabilita vůči slunečnímu záření
- nehořlavost a nevznětlivost
- chemická inertnost (odolnost vůči kyselinám i zásadám, vůči oxidaci i redukci)
- nekorozivost
- nízká těkavost
- vysoká permitivita
- výborné teplotnosné vlastnosti
- výborná mísitelnost s organickými rozpouštědly
- široký interval bodů tání (volitelná konzistence)
- relativně vysoké body varu

Se vzrůstajícím obsahem atomů chloru v molekule PCB vzrůstá teplota tání a varu, hustota i rozdělovací koeficient *n*-oktanol-voda K_{OW} (míra lipofility), na druhé straně klesá tlak nasycených par a rozpustnost ve vodě¹.



Obr. 1: Obecná struktura polychlorovaných bifenylů; obecný vzorec: $C_{12}H_{10-(x+y)}Cl_{x+y}$ ¹²

3.3.2. Zdroje PCB v životním prostředí

Jednoduchost a ekonomická nenáročnost výroby, nízká akutní toxicita a zároveň vhodné fyzikálně-chemické vlastnostmi vedly k využívání technických směsí PCB prakticky ve všech oblastech lidské činnosti, např. jako teplotnosná média v průmyslových zařízeních, jako plastifikátory při výrobě barev a laků, jako hydraulické kapaliny, lubrikanty, přísady do pesticidních přípravků, složky brusných olejů, ohnivzdorných přípravků¹¹, dále jako bezuhlíkatý kopírovací papír, impregnační materiály, aditiva do cementů a omítek, inhibitory hoření, těsnicí kapaliny¹², díky svým výborným dielektrickým vlastnostem našly PCB velmi široké uplatnění v elektronice¹⁵.

Polychlorované bifenyle přecházejí do okolního prostředí také spalováním odpadů z různých výrobků, ve kterých jsou nějakým způsobem při nízkých teplotách vázány. Při teplotách okolo 700 °C za přítomnosti kyslíku z nich částečně mohou vznikat velmi nebezpečné jedy například TCDF, TCDD, PCDF a jejich deriváty. Tyto látky vznikají také při spalování netříděného odpadu, kdy chlor za spalování plastů (PVC) reaguje s fenoly, které pochází z papíru a ze dřeva. Podobně vznikají také při spalování různých chlorovaných rozpouštědel. Proto se doporučuje spalování odpadů v martinských nebo cementárenských pecích, ve kterých se toxické látky vážou na alkálie a nepronikají do ovzduší. Při teplotách nad 1000 °C dochází k jejich tepelné degradaci¹⁵.

3.3.3. Výskyt PCB v životním prostředí

Vzhledem k tomu, že informace o toxických vlastnostech PCB buď nebyly známy nebo byly podceňovány, nebylo rozšiřování PCB do životního prostředí nijak korigováno, nebyly nastavené žádné ochranné mechanismy, ani upravena legislativa. Toxický charakter PCB i ve velmi malých množstvích byl definitivně prokázán až v 70. letech 20. století, zároveň bylo zjištěno, že nebezpečnost PCB v životním prostředí i v potravních řetězcích je několikanásobně zvyšována jejich schopností se vázat na tukové tkáně a tam se kumulovat¹².

Celková světová produkce PCB od začátku výroby (1929) se odhaduje na dva miliony tun. Československu se vyrobilo v letech 1959-1975 zhruba 6200 tun a po roce 1975 až do roku 1984, kdy byla výroba ukončena průměrně 2000 tun ročně¹⁵. Česká republika a Slovensko patří k nejvíce zatíženým zemím PCB v Evropě, to proto, že zde byly tyto látky hojně používány a výroba PCB byla soustředěna na východním Slovensku.

Limit pro znečištění povrchových vod je dle Přílohy č. 3 k nařízení vlády č. 61/2003 Sb. pro PCB stanoven na 0,012 µg/l. Vyhláška č.13/1994 Sb. stanovuje limitní hodnoty pro PCB v

zemědělských půdách na 0,01 mg/kg sušiny. Limitní koncentrace PCB pro odpady, které je zakázáno ukládat na skládky všech skupin je 50 mg/kg sušiny¹².

4. BIOINDIKÁTORY ROSTLINNÉHO PŮVODU

Rostlinné bioindikátory se dělí do několika skupin, pasivní a aktivní, dále na akumulární a reakční. Pasivní bioindikace využívá schopnosti selektivního poškození rostlinných částí (reakční bioindikátor) či akumulace některých látek ve vybraných rostlinách (akumulární bioindikátor). Při tomto typu sledování se používají buď kulturní plodiny nebo plané rostliny rostoucí v zájmové oblasti. Aktivní, nebo-li expoziční bioindikace je založena na vystavení vybraných rostlin vlivům prostředí, ty pak reagují akumulací sledovaných látek (akumulární bioindikátor) nebo poškozením (reakční bioindikátor). Tyto bioindikátory jsou obvykle umísťovány do zájmové oblasti ve standardizovaných kulturách. Také samozřejmě existují metody kombinující pasivní a aktivní bioindikační postupy³.

4.1. Vybrané rizikové prvky

Z rizikových prvků se v této části budeme opět věnovat pouze čtyřem nejčastěji monitorovaným, a to již výše zmíněnými olovem, rtutí, kadmíem a arsenem. Tyto prvky jsou známy celou řadou toxických účinků na subcelární, tkáňové i orgánové úrovni u člověka i jiných živočichů.

Rostliny přijímají toxické prvky jednak z půdního roztoku kořenovým systémem, jednak z atmosféry depozicí zejména na povrchu listů. Příjem toxických prvků kořenovým systémem je ovlivněn druhem rostliny, obsahem jednotlivých prvků v půdě, dále pak distribucí prvku v hloubkách půdního horizontu, mobilitou příslušného prvku v půdě, obsahem organických látek a dalšími půdními faktory.

Relativní mobilita rtuti, kadmia a olova vzrůstá v kyselejším a více oxidačním prostředí. Arsen je dostatečně mobilní i v prostředí neutrálním nebo mírně alkalickém a za redukčních podmínek.

Příjem jednotlivých prvků rostlinami se však dosti liší i mezi jednotlivými rostlinnými druhy i mezi odrůdami. Některé rostliny vysloveně akumulují určité prvky¹¹.

Tabulka 3: Příjem toxických prvků z půdy některými rostlinami¹¹

Rostlina	As	Cd	Pb
hlávkový salát	-	vysoký	vysoký
špenát	nízký	vysoký	vysoký
hrách	nízký	střední	nízký
ředkev	střední	nízký	vysoký
hlávkové zelí	vysoký	střední	nízký
kukuřice	střední	střední	nízký
oves	vysoký	nízký	nízký
pšenice	vysoký	nízký	nízký

Jak vyplývá z výše uvedené tabulky, jako bioindikátory pro rizikové prvky se ve většině studií využívají zemědělské plodiny. Jako velmi dobrá bioindikační rostlina pro rizikové prvky je v mnoha zemích využívána košťálová zelenina, zejména zelí. Bylo prokázáno, že

silnější vliv na absorpci do košťálovin mají substituovatelné a organokovové sloučeniny. Tyto zemědělské plodiny jsou využívány například pro hodnocení starých terestrických zátěží. Většinou se jedná o chovatelsko-produkční areály, kde jsou jednotlivými ekosystémy orná půda, louky, paseky a samotné chovatelsko-produkční areály.

Velmi nebezpečné pro půdu, vodu a vegetaci jsou jak aktivní tak zejména již zamaskované velké skládky různého odpadu, důlní haldy, odkaliště a agresivní vyvěračky pocházející ze starých nebo nedávno odstavených báňských provozů. Takové skládky různého druhu odpadu představují pro biotopy a jejich ekosystémy velké nebezpečí. Největším nebezpečím je různorodost odpadů a způsob likvidace evidovaných skládek. Mechanická úprava a navození zeminy, popřípadě další úprava výsevem travnatých porostů tyto skládky dokonale zamaskuje, takže po čase je jejich lokalizace a identifikace nemožná. Tato ložiska kontaminantů po čase začnou působit na půdu a spodní vody, a škodlivé látky tak mohou postupně vstupovat do vegetačních systémů a přes ně se pak dostat až do organismu člověka. Do vegetačních systémů mohou vstupovat prostřednictvím kulturních rostlin, které jsou na těchto půdách pěstovány, popřípadě nepřímo přes animální užitkový stupeň biologické pyramidy ve formě potravin živočišného původu².

4.1.1. Rostlinné bioindikátory rizikových prvků

Pro určování znečištění rizikovými prvky se osvědčil bez černý (*Sambucus nigra*), jak pro krátkodobý tak i pro dlouhodobý nepřímý monitoring. Z lesních dřevin jsou vhodnými habr, dub zejména druhy rodu *Rubus*, ty se využívají hlavně pro sledování kontaminace olovem. Jehlice jehličnanů se dále mohou využít pro zjištění obsahu síry, chloru a fluoru².

Pro sledování imisí prostřednictvím aktivního biomonitoringu se jako nejvhodnější a univerzální bioindikátor považuje jílek mnohokvětý (*Lolium multiflorum*). Jeho expozice je však omezena vegetační dobou, což je od května do října. Jílek se na stanoviště instaluje alespoň ve čtyřech květináčích. Pravidelně jednou měsíčně se pak ostříhají květy, které tvoří jeden vzorek.

Druhým vhodným bioindikátorem, vhodným pro celoroční a dlouhodobou expozici je borovice černá (*Pinus nigra*). V tomto případě se na stanoviště vysazují čtyřleté sazenice borovic do dřevěných kontejnerů. Z exponovaných borovic se odstřihávají jednoleté jehlice. Vzorky se odebírají dvakrát ročně (v dubnu a říjnu).

Pro stanovení rizikových prvků se vzorky usuší při 30 °C, toto sušení trvá zhruba týden, poté se vzorek může analyzovat. Minimální hmotnost vzorku pro určení rizikových prvků je 10g¹⁸.



Obr. 2: Bez černý



Obr. 3: *Jílek mnohokvětý*



Obr. 4: *Borovice černá*

4.1.2. Houby jako bioindikátory rizikových prvků

V monitorizační studii prováděné v ČR v letech 1998, 2002 a 2003 a i v dalších letech v lesních ekosystémech zaměřené na těžké kovy byly jako bioindikátory využity jedlé houby, které byly sbírány v letních a podzimních měsících na předem určených monitorizačních plochách. Nejčastěji sbírané houby byly hříbovité druhy suchohřib hnědý (*Xerocomus badius*), hřib žlutomasý (*Xerocomus chrysenteron*) a hřib smrkový (*Boletus edulis*), z lupenatých druhů byly v souboru nejvíce zastoupeny bedla vysoká (*Macrolepiota procera*), muchomůrka růžová (*Amanta rubences*) a holubinka sp. (*Russula sp.*). Ve studii byly sledovány následující rizikové prvky: arsen, kadmium, chrom, měď, rtuť, nikl, mangan, olovo a zinek. Z výsledků studie vyplynulo, že obsah As zjišťovaný v uvedených obdobích byl velmi variabilní, pohyboval se v rozmezí 3,0 až 303,0 mg/kg sušiny. I obsah Cd byl značně variabilní – v rozmezí od 0,1 do 61,9 mg/kg sušiny. U dalšího prvku Cr byl také pobyblivý rozsah zjištěných obsahů – 0,1 až 22,2 mg/kg sušiny. Maximální obsah mědi byl prokázán v roce 2001, a to 431,8 mg/kg sušiny, nejnižší pak v roce 1999, to bylo zjištěno 0,4 mg/kg sušiny. Nejvyšší obsah Ni byl zjištěn v roce 2000 (36,5 mg/kg sušiny), u manganu byl nejvyšší obsah zjištěn roku 2001 (348,1 mg/kg sušiny). Maximální hodnota obsahu olova byla zjištěna v roce 2003, a to 21,8 mg/kg sušiny. U zinku byly hodnoty obsahu opět velmi variabilní v rozmezí od 0,9 do 664,4 mg/kg sušiny. Výsledky studie ukázaly, že hygienické limity byly nejčastěji překročeny u Cd a Hg, výjimečně u As a Pb¹³.



Obr. 5: Suchohřib hnědý



Obr. 6: Hřib žlutomasý



Obr. 7: Hřib smrkový



Obr. 8: Muchomůrka růžová



Obr. 9: *Bedla vysoká*



Obr. 10: *Holubinka sp.*

V další ucelené studii se autoři také zaměřili na sledování obsahu rizikových prvků v houbách. Z prvků byly sledovány kadmium, měď, olovo a zinek a byly indikovány na šesti druzích hub. Obsah rizikových prvků byl hodnocen ve vztahu k některým vlastnostem půdy, jako pH a obsah organického uhlíku. Bylo zjištěno, že kumulace rizikových prvků v houbách souvisí s koncentrací těchto prvků v půdách, s pH půdy a obsahem organických látek v půdě. Dále také bylo zjištěno, že kadmium se v houbách kumulovalo do vysokých koncentrací, zatímco olovo se z hub naopak vylučovalo. Z výsledků studie jednoznačně vyplynulo, že ne všechny houby mohou posloužit jako vhodný bioindikátor znečištění životního prostředí¹⁴.

4.2. Polycyklické aromatické uhlovodíky

4.2.1. Vodní ekosystém

Studium výskytu PAH ve vodních tocích a rezervoárech je ve světě věnována mimořádná pozornost nejenom proto, že představují vysoká ekotoxikologická rizika, ale také proto, že je potřeba podchytit zdravotní rizika, která vyplývají ze zátěže této významné části potravinového řetězce člověka.

PAH jsou ve vodě málo rozpustné a značná část je ve vodním prostředí přítomna ve formě tuhých částic. Proto je vhodnější analyzovat sedimenty, které dobře odrážejí dlouhodobou zátěž dané lokality.

V povrchových vodách dochází neustále k dynamickému procesu sedimentace a suspendace tuhých částic, na tyto částice PAH sorbují a jsou díky tomu lépe dostupné živým organismům. V říčních sedimentech není obsah PAH stejnorodý a závisí na celé řadě faktorů. Především se jedná o vzdálenost od zdroje PAH, o závislost na hydrologických a sedimentačních poměrech, průtoku, množství srážek atd.

K nejdůležitějším degradačním dějům PAH ve vodním ekosystému jsou fotooxidace a chemická oxidace. Vzhledem k omezenému přístupu slunečního záření a kyslíku je degradace PAH v sedimentech pomalejší, tato skutečnost může vést ke kumulaci PAH v sedimentech a jejich odolnost pak závisí zejména na mikrobiální degradaci. V sedimentech, kde je obsah kyslíku vyšší dochází k rychlejší degradaci PAH¹¹.

4.2.2. Terestrické ekosystémy

Stejně jako u vodních ekosystémů i u terestrických je pro nás důležité poznání mechanismu kontaminace PAH, nejen z důvodu posouzení bioakumulace a transformace, ale i pro sledování zátěže potravního řetězce člověka^{2,11}.

Obecně není přenos PAH z půdy do rostlin kořenovým systémem nijak významný, to proto, že jsou značně hydrofóbní. Hlavní zdroj kontaminace je depozice PAH z atmosféry. Pro bioindikace PAH v půdě se nejčastěji využívá kořenová zelenina, a to mrkev. Ve studii byla zjišťována koncentrace patnácti individuálních PAH v listech, kořenových obalech a kořenových jádrech. Mrkev byla vystavena expozici kalu, který obsahoval 17,2 mg PAH/kg, což je typická koncentrace pro kal pocházející z venkovské oblasti. Hladiny PAH detekované v kořenových obalech byly nižší než v listech, což souvisí s tím, že hlavním zdrojem kontaminace je atmosféra. Také nebyl prokázán přestup PAH ze slupky až do středu mrkve. Zjištěné koncentrace byly vztaženy na hmotnost mrkve v čerstvém stavu, jejich hladiny byly nižší než 4,2 mg/kg. Výsledkem studie bylo zjištění, že zdravotní rizika plynoucí z množství PAH v kalech odpadních vod, které jsou používány na úpravu orných půd, jsou zanedbatelná¹⁶.

Mezi sezónní rostlinné bioindikátory PAH patří pšenice, olejniny, jablka, objemná krmiva (vojtěška, jetel, jetelotráva) a pyl. Celoročně dostupné rostlinné bioindikátory patří mech a jehličí a lišejníky – tyto „stálezelené“ matrice mají tu velkou výhodu, že je možné jejich pomocí vzorkovat po celý rok.

Rostlinné matrice typu mech a jehličí jsou vhodnými pasivními vzorkovači. Pro účely bioindikace byly ve studii z let 1995 – 2000 využívány tyto druhy mechu: *Pleurozium schreberi*, popř. *Hylocomium splendens* a jehličí smrku obecného (*Picea abies*).

Mechy a lišejníky mají velký povrch bez pokrytí kutikulou, to umožňuje příjem vzdušných polutantů téměř výhradně dispozicí částic. Mechy a lišejníky obsahují málo lipidů a organické hmoty, proto je přestup lipofilních organických látek přímo z plynné fáze atmosféry na jejich povrch omezený¹¹.

Pro sledování kontaminace PAH byly využívány také houby. Obsah PAH byl zkoumán v nejčastěji sbíraných houbách v ČR: suchohřib hnědý, hřib žlutomasý, hřib smrkový, bedla vysoká, muchomůrka růžová a holubinka sp. (viz obrázky výše)².

4.3. Polychlorované bifenily

4.3.1. Vodní ekosystém

PCB patří k nejrozšířenějšímu znečištění hydrosféry. Je možné na je objevit v nejrůznějších složkách vodního prostředí: ve vodě, v planktonu, v měkkýších, členovcích, v rybách, mořských savcích, ptácích a v produktech z nich vyráběných¹⁵.

Na vztah PCB k planktonu, zejména k mikroskopickým řasám se ve své studii zaměřuje například SANDERS et CHANDLER jelikož se zdá, že ve zvyšování koncentrace PCB

nastává hned v tomto prvním stupni řetězce, tedy voda – plankton. Mikroskopické řasy stojí hned na počátku potravního řetězce, jejich potravou většinou jsou anorganické živiny, ze kterých vzniká biomasa řas, ta slouží jako potrava heterotrofním organismům^{15, 17}.

Pro studium působení PCB ve vodních ekosystémech je důležitá primární bioakumulace PCB v řasách a fytoplanktonu. Bioakumulace je ovlivňována zejména lipofilitou dané sloučeniny, nejvyšší bioakumulaci tudíž vykazují PCB s 5-7 atomy chlóru. Akumulační schopnost byla prokázána nejen u živých řas, ale i u řas usmrčených zahřátím, z čehož se dá usuzovat, že sorpce má charakter spíše fyzikálně-chemický, než biologický.

Rozličné studie informují o schopnosti některých druhů řas PCB odčerpávat z vodního prostředí, jedná se například o řasy *Chlorella*, *Scenedesmus* resp. *Chlamydomonas* nebo *Cladophora sp.* Nejméně toxické pro řasy jsou PCB s vyšším obsahem chlóru (5-7 atomů Cl), ty se také v řasách nejvíce kumulují. Na druhé straně jsou ale více škodlivé pro vyšší organismy.

Obsah PCB ve vodních rostlinách je ve srovnání s řasami dost malý. Maximální obsah PCB byl stanoven v letech 1977-1981 v podzemních částech rákosu obecného zatopeného vodou. Ale obsah PCB byl při pravidelných odběrech buď nepatrný nebo úplně negativní. Co se týče PCB ve stoncích, listech a květech rákosu, byl nález také negativní. To potvrdilo myšlenku, že translokace z kořenů některých rostlin probíhá velmi pomalu nebo vůbec. Naopak v téměř všech vzorcích v sušině vzplývavých rostlin (vodní hyacint, babelka řezanovitá, okřehek) byly opakovaně zjištěny PCB, ale vždy značně nižší než v autotrofních organismech. Vysvětlení tohoto rozdílu spočívá nejspíše v lipofilitě PCB. Polychlorované bifenyle se přednostně absorbují v tukové složce biomasy, která u řas tvoří asi 6-10 % sušiny. U vyšších rostlin je obsah tuků nižší. Dále by také PCB musely procházet z jedné buňky pletiva do druhé. Řasy také mají ve srovnání s vyššími rostlinami obrovský aktivní povrch¹⁵.



Obr. 11: Rákos obecný



Obr. 12: Vodní hyacint



Obr. 13: Babelka řezanovitá



Obr. 14: Okřehek menší

4.3.2. Terestrické ekosystémy

Jako hlavní bioindikátory terestrických ekosystémů jsou využívány plástový pyl, mech a jehličí.

Hlavním zdrojem pylu, který je potřebný pro následnou tvorbu plástového pylu, je v našich zeměpisných podmínkách cca 20 druhů rostlin. Nejvýznamnější je řepka, ovocné stromy, jetel, kukuřice a pampeliška. Plástový pyl tvoří včely v úlech. K základním složkám plástového pylu patří voda, celulóza, cukry, sporopolenin, bílkoviny a lipidy. S jejich obsahem souvisí akumulace PCB. U plástového pylu nepředpokládáme biotransformaci PCB. Plástový pyl je vhodný pro monitoring kontaminace lokality o ploše asi 70 km². Díky tomu, že během letních měsíců, kdy je odběr prováděn, dochází neustále k tvorbě nového pylu, je tato matrice schopna zachytit akutní kontaminaci dané lokality PCB.

Mech a jehličí patří k celoročně dostupným bioindikátorům. Mechorosty se od vyšších rostlin odlišují absencí ochranné lipofilní vrstvy, velkým měrným povrchem v poměru k hmotnosti a vyrovnanou rychlostí růstu v různých podmínkách. Mechorosty především sorbují organické polutanty s vysokým rozdělovacím koeficientem K_{OW} .

Jehličí obsahuje poměrně silnou vrstvu epikutikulárního vosku, ta slouží jako zakotvená extrakční fáze, ve které se shromažďují stopová množství organických polutantů přítomných jak v parní fázi, tak i sorbovaných na částice aerosolu. Indikace imisní zátěže je poměrně rychlá a jak již je zmíněno výše, matrice umožňuje celoroční sledování¹¹.

5. BIOINDIKÁTORY ŽIVOČIŠNÉHO PŮVODU

Vhodné živočišné bioindikátory pro sledování ekotoxikologických poruch v krajině jsou takové živočišné druhy, které reagují na přítomnost nebo působení škodliviny podobně jako plodiny a domácí zvířata, popřípadě jako člověk².

Pro biodiagnostiku a sledování změn v ekologické rovnováze je potřeba zvolit takové bioindikátory, jejichž životní funkce jsou spjaté s faktory tak těsně, že mohou sloužit jako jejich ukazatele.

Vlastnosti ideálního bioindikátoru jsou taxonomická spolehlivost, dostatečné rozšíření v prostředí, vysoká početnost, nízká genetická a ekologická variabilita, dostatečná velikost,

omezená pohyblivost a dlouhověkost, také potřebujeme dostatek informací a bioindikátor musí být vhodný pro laboratorní studie¹⁹.

Pro stanovení bioakumulace v různých biotopech mají velký význam volně žijící zvířata. Často jsou využíváni ptáci a drobní zemní savci. Dalšími vhodnými bioindikátory živočišného původu je lovná zvěř a volně žijící zvířata. Využívají se pro sledování škodlivin anorganického i organického původu².

5.1. Rizikové prvky

5.1.1. Drobní zemní savci

Drobné hlodavce rozdělujeme podle stáří do tří tříd: juvenilních (nejmladších), subadultních (pohlavně nedospělých) a adultních (pohlavně dospělých). Pro určení stáří se jako přibližné kritérium používá délka těla a zejména tělesná hmotnost. Mnohem spolehlivějším určovacím znakem je délka kořenů stoliček, které rostou úměrně s věkem jedince².

Ve studiích byly obsahy arsenu, kadmia, mědi, olova a zinku určovány v těle hraboše polního (*Microtus pennsylvanicus*) a křečka dlouhoocasého (*Peromyscus maniculatus*). Všechny hodnoty obsahů u sledovaných prvků byly pod hranicí toxicity pro tyto živočišné druhy²⁰.



Obr. 15: Hraboš polní



Obr. 16: Křeček dlouhoocasý

5.1.2. Ptáci

Ptáci jsou využíváni jako bioindikátory zejména pro sledování kontaminace vysoce toxickými fungicidními přípravky s obsahem organických forem rtuti.

Pro sledování akumulace rizikových prvků byly v rámci studie použity dva druhy krahujcovitých ptáků: káně lesní (*Buteo buteo*) a káně rousné (*Buteo lagopus*). Káně lesní dorůstá střední velikosti, je nejhojnějším dravcem. Převážně hnízdí v lesích jižní Moravy, Podunají a na východním Slovensku. Vyhledává lesy všeho druhu, v době žní až do jara se zdržuje v blízkosti polí. Káně rousné je arktický druh, obývá severní Evropu a severní oblasti evropského Ruska. V ČR a SR je pouze zimním hostem. Byla sledována akumulace olova, kadmia, niklu a chromu ve vybraných tkáních (svalovina, játra, střevo, ledviny). Nejnížší

koncentrace olova u obou druhů byla ve střevech a nejvyšší v ledvinách, koncentrace kadmia opět shodně u obou druhů byla nejnížší ve svalovině a nejvyšší v opět v ledvinách. Nejnížší obsah chromu byl zjištěn u obou druhů v ledvinách, nejvyšší játra. Obsah niklu vykazoval u obou druhů rozdílné hodnoty. Studie prokázala, že krahujcovití ptáci jsou vhodnými bioindikátory²¹.



Obr. 17: Káně lesní



Obr. 18: Káně rousné

V další studii byla sledována bioakumulace rtuti ve vybraných tkáních (svalovina, střeva, játra a ledviny) u kormorána velkého (*Phalacrocorax carbo*), potápky roháče (*Podiceps cristatus*) a káněte lesního, který jako živočišný druh tvořil kontrolní skupinu oproti dvěma druhům ptáků živících se rybami. Nejvyšší obsahy rtuti byly podle očekávání nalezeny ve zkoumaných tkáních kormorána velkého a nejnížší u káněte lesního. Ze studie vyplynulo, že ve svalovině a ve střevech je u všech tří druhů rtuť převážně v metylované formě, takovýto jednoznačný výsledek však již nebylo možné prokázat u jater. Nejvyšší koncentrace metylrtuti byla zjištěna v játrech u dospělé populace kormorána velkého²².



Obr. 19: Kormorán velký



Obr. 20: Potápka roháče

5.1.3. Volně žijící a lovná zvěř

Srnčí zvěř je také využitelná jako vhodný bioindikátor kontaminace rizikovými prvky. Pro hodnocení byla použita srnčí zvěř žijící v údolních a horských oblastech Bavorska. Obsah kadmia byl sledován ve svalovině, v játrech a ledvinách. Zjištěné hodnoty obsahů Cd v tkáních: svalovina 0,002 – 0,9; játra mladých kusů 0,01 – 0,28; játra starších kusů 0,19 – 0,87; ledviny mladých kusů: 0,06 – 0,47 a ledviny starších zvířat 0,48 – 6,25 mg/kg tkáně. Bylo také prokázáno, že obsahy kadmia byly dvakrát vyšší i u zvířat žijících v horských oblastech²³. Kromě srnců byla kumulace rizikových prvků sledována i u další lovné zvěře, tj. u zajíců a kanců. I tyto živočišné druhy se prokázaly jako vhodné bioindikátory².



Obr. 21: Srnc obecný



Obr. 22: Zajíc polní



Obr. 23: Kanec

5.1.4. Žížaly

Pomocí žížal byla sledována bioakumulace některých rizikových prvků, zejména kadmia a olova. Žížaly tvoří asi 60 – 80 % půdní biomasy a jsou důležitou součástí potravního řetězce některých živočichů. V případě žížal je velmi důležitou součástí bioakumulace půda, jelikož žížaly jsou její nedílnou složkou, část půdy prochází přímo jejich trávicím traktem. Množství kontaminantu v organismu je ovlivňováno zejména druhem kontaminantu, druhem žížal, jejich věkem a ročním obdobím².



Obr. 24: Žížala obecná

5.2. Polycyklické aromatické uhlovodíky

Ve vodním ekosystému je hlavním zdrojem PAH sediment. Při stanovování koncentrací PAH ve vodním sloupci, v sedimentu a v organismech odebraných vždy ve stejném místě byla prokázána posloupnost klesajícího obsahu PAH: sediment > organismy > voda. S větším obsahem uhlíku v sedimentech vzrůstá obsah PAH, to však neplatí pro organismy a vodu.

Nejvíce využívanými bioindikátory jsou ryby a také na příklad mušle *Mytilus eduli*¹¹.

5.2.1. Ryby

V laboratorních studiích zabývajících se biodostupností a kumulací PAH v rybách jsou jako bioindikátory používané následující ryby:

Štika obecná (*Esox lucius*) – ryba všežravá, tzn. lze získat informaci o kontaminaci PAH nejen z vody a sedimentů, ale také z příjmu potravy. Také u ní byly zjištěny nejvyšší koncentrace PAH ve žluči.



Obr. 26: Štika obecná

Solbaken a kol. se ve své studii zabývali porovnáním kumulace fenantrenu a stanovováním jeho metabolitů v rybách patřících do nadřádu kostnatých, jako je pstruh duhový (*Oncorhynchus mykiss*), treska tmavá (*Pollachius virens*), ostroun obecný (*Squalus acanthias*). Nejvyšší obsah PAH v játrech měla treska tmavá a nejnižší pstruh duhový, ve svalech byl nejvyšší obsah PAH u pstruha a nejnižší u ostrouna obecného, obsah PAH ve žluči měl opět nejvyšší pstruh duhový a nejnižší ostroun. Z toho vyplynulo, že obsah lipidů v jednotlivých orgánech má vliv na akumulaci PAH a jejich metabolitů. Treska tmavá má hlavní rezervy lipidů v játrech, zatímco pstruh duhový má lipidy rozloženy rovnoměrně v celém těle.

Hlavní složkou stravy pstruha duhového jsou bentické organismy, jako jsou larvy jepic, chrostíků, pošvatek., dále žere i hmyz spadlý na hladinu, červy a dešťovky. Větší exempláře loví též menší ryby a žáby.



Obr. 27: Pstruh duhový



Obr. 28: Treska tmavá



Obr. 29: Ostroun obecný

Dalšími vhodnými druhy pro bioindikaci PAH jsou:

Jelec tloušť (*Leuciscus cephalus*) a cejn velký (*Abramis brama*), pomocí těchto dvou bioindikátorů lze získat informace o skutečné zátěži PAH ve vodním toku. Oba tyto druhy se hojně vyskytují v našich řekách. Jelikož patří mezi všežravé druhy, které žijí při dnech řek, mohou odrážet příjem PAH nejen z kontaminované vody a sedimentů, ale i z přijímané potravy. Jelec tloušť je typickým všežravcem, mladší kusy se živí zooplanktonem nebo drobným vodními živočichy. Starší kusy loví prakticky vše od zooplanktonu, přes ryby, žáby

až po malé hlodavce. Je dobrým bioindikátorem kontaminace, jelikož se vyznačuje poměrně pomalým růstem.



Obr. 30: Jelec tloušť

Cejn velký je hojně rozšířený druh, vyskytuje se zejména v dolních částech toků. Mladší kusy se živí tvoří perloočky a buchanky. Starší kusy se pak živí živočichy žijícími u dna, zejména larvami pakomárů, měkkýši, nitěnkami. Co se týče jeho růstu, je velmi závislý na dostupnosti potravy.



Obr. 31: Cejn velký

Pro horní toky řek a horské bystřiny splňuje úlohu bioindikátoru kontaminace PAH pstruh obecný. I v jeho případě se jedná o predátora a tudíž podává informaci o kontaminaci přímo z vody a sedimentů, ale odráží i expozici PAH prostřednictvím potravního řetězce. Jeho nevýhodou je minimální výskyt ve středních a dolních tocích řek a také malý žlučový měchýř s minimálním obsahem žluče^{II}.



Obr. 32: Pstruh obecný

5.3. Polychlorované bifenoly

5.3.1. Vodní ekosystém

5.3.1.1. Ryby

Jako vhodné bioindikátory PCB ve vodách jsou již výše zmíněný jelec tloušť, cejn velký a pstruh duhový, dále parma obecná (*Barbus barbus*) a okoun říční (*Perca fluviatilis*).

Parma obecná žije při dně, živí se larvami chrostíků, pošvatek, jepic, měkkýšů a dalších vodních bezobratlých. Parma obecná roste velmi pomalu a je ve velmi intenzivním kontaktu s dnovým sedimentem, který obsahuje značné množství kontaminantů, s tím úzce souvisí silná akumulace těžkých kovů a organických xenobiotik. Její nevýhodou je omezený výskyt v našich řekách.



Obr. 33: *Parma obecná*

Okoun říční je zástupce dravých ryb, jedná se o velmi žravou rybu s pomalým růstem. Mladší kusy se živí zejména zooplanktonem, starší jedinci jsou výlučnými predátory¹¹.



Obr. 34: *Okoun říční*

5.3.1.2. *Rybožraví savci a ptáci*

Obsah PCB ve vodních organismech narůstá podle jejich postavení v potravním řetězci. Pro sledování úrovně kontaminace PCB jsou jako živočišné bioindikátory využíváni i rybožraví savci a ptáci. Jelikož žijí i na souši, podílí se na transferu polutantů do terestrických ekosystémů. Pro bioindikaci se nevyužívají jenom dospělí jedinci, nebo mláďata, ale co se týče vodních ptáků, zkoumá se i přítomnost xenobiotik v ještě nevyklíhlých vejcích.

Takto proběhlo zkoumání vajec volavek popelavých (*Ardea cinerea*) a volavek stříbřitých (*Egretta garzetta*) ve Francii. U nás, v České republice byl proveden výzkum vajec pěti druhů vodních ptáků, a to roháče velkého (*Podiceps cristatus*), husy velké (*Anser anser*), kachny divoké (*Anas platyrhynchos*), lysky černé (*Fulica atra*) a racka chechtavého (*Larus ridibundus*).

Jako typický představitel predátora byl pro indikaci znečištění vodního ekosystému zkoumán orlovec říční (*Pandion heliaetus*), tento druh má velikou tendenci akumulovat PCB.

Z rybožravých savců ze sladkovodního prostředí byly sledovány: norek americký (*Mustela vison*), vydra severoamerická (*Lutra canadensis*). Co se týče mořských rybožravých savců, byli sledováni: vydry mořské (*Enhydra lutris*) na Aljašce a Aleutách, tuleni obecní (*Phoca vitulina*), tuleni kuželozubí (*Halichoreus gryptus*) v ústí řeky Saint Lawrence, tuleni kaspíci (*Phoca caspica*) v Rusku.

Ryby a tuleni jsou součástí potravního řetězce ledních medvědů (*Ursus maritimus*), kteří jako poslední článek potravního řetězce mohou být vhodným modelem ke sledování distribuce kontaminantů v biosféře.

Další velkou skupinou živočichů, kterým byla z hlediska bioindikace věnována pozornost jsou kytovci. Byli sledováni jak delfíni žijící v chladných vodách, tak ve vodách tropických. Delfíni z tropických vod byli kontaminováni PCB více než delfíni z vod chladných. Dále byly sledovány běluhy mořské (*Delphinapterus leucas*) nebo např. vorvaň tuponosý (*Physeter macrocephalus*)².

5.3.2. Terestrické ekosystémy

5.3.2.1. Drobní zemní savci

Drobní zemní savci mají pro bioindikaci tu výhodu, že mají velkou vypovídající schopnost vůči dané lokalitě. Je doporučováno používat ty savce, kteří se živí zejména rostlinnou potravou.

Ve studii „Posouzení vhodnosti vybraných druhů drobných zemních savců pro biomonitoring“ byly zkoumány následující čtyři druhy:

Hraboš polní (*Microtus arvalis*) je nejběžnější evropský druh hraboše, rozšířený od Atlantiku po horní tok Volhy a podhůří Uralu. Dorůstá do velikosti 8 – 13 cm a dosahuje hmotnosti 15 – 40 g. Živí se zejména zelenou potravou bohatou na bílkoviny.

Norník rudý (*Clethrionomys glareolus*) je lesní, relativně dlouhoocasý hraboš, lze ho potkat v lesích, ale i v malých remízcích, v křovinaté mezi či rozsáhlejších rákosinách. Dospělý jedinec obývá území v rozsahu 0,1 – 0,7 ha. Norníci dobře šplhají, tudíž nejsou odkázáni pouze na shánění potravy ze země; okusují pupeny, výhonky, jehličí i kůru. Na jaře se mohou živit i živočišnou potravou, na podzim pak bukvicemi a žaludy.



Obr. 35: Norník rudý

Myšice křovinná (*Apodemus sylvaticus*) je náš nejběžnější hlodavec, vyskytuje se všude mimo souvislé lesní porosty, může osidlovat i haldy, výsypky a městskou zástavbu. Na podzim se na venkově stahuje do lidských obydlí, stájí a seníků. Nejaktivnější je v noci, v porovnání s hrabošem je pohyblivější a dobře skáče. Obývá území o rozloze 1 až 2 ha. Dorůstá velikosti až 11 cm a dosahuje hmotnosti 13 až 39 g. Živí se převážně semeny a plody, jídelníček si zpestřuje mechy, lišejníky, květy, houbami a drobnými živočichy.



Obr. 36: *Myšice křovinná*

Myšice lesní (*Apodemus flavicollis*) se svým chováním, dobou březosti a skladbou potravy velmi podobá myšici křovinné. Obývá však výhradně souvislé lesy, popřípadě břehy potoků se souvislým stromovým porostem. Rodílné je od myšice křovinné je i její zbarvení, na krku má žlutou skvrnu a ostrou hranici mezi hnědým hřbetem a bílým břichem. Je větší než myšice křovinná²⁴.



Obr. 37: *Myšice lesní*

5.3.2.2. Ptáci

Z ptáků vázaných na terestrické ekosystémy se jako bioindikátory pro hodnocení stupně kontaminace využívají lovné druhy, pěvci a hlavně dravci. V České republice i ve světě byly provedeny rozsáhlé studie kontaminace volně žijících ptáků a posouzení jejich vhodnosti jako bioindikátorů².

Jako vhodný bioindikátor se ukázal bažant obecný² (*Phasianus colchicus*), je rozšířený v zemědělské krajině střední Evropy, většinu svého života tráví na zemi, vzlétá pouze v nebezpečí. Živí se semeny, plody a zelenými částmi rostlin²⁵. V rámci studie byla posuzována vhodnost vajec bažanta obecného jako bioindikátoru, vyplynulo, že vejce bažanta obecného je vhodným bioindikátorem PCB. Z výsledků studie se ukázalo, že více kontaminovaná vejce PCB jsou vejce z volné přírody než vejce bažantů z chovů. Dále bylo zjištěno, že pro bioindikaci jsou nejvhodnější bažanti ve stáří od devíti do dvanácti měsíců, kteří byli ve stáří čtyři až osm měsíců vypuštěni do volné přírody².



Obr. 38: *Bažant obecný*

Asi nejvhodnějšími ptačími bioindikátory jsou dravci a sovy. Stojí totiž na konci potravního řetězce, a tudíž jsou v jejich tkáních kumulovány kontaminující xenobiotika.

Orel bělovlasý (*Haliaeetus leucocephalus*) je vhodným bioindikátorem pro kontaminaci ekosystému PCB, díky své schopnosti akumulovat vysoké množství PCB, stejně jako orlovec říční². Orel bělohlavý obývá tundry, jehličnaté i listnaté lesy vždy v blízkosti vody v Kanadě a severních USA. Jeho potravou jsou ryby, menší a střední savci a obratlovci, zdechliny²⁶.



Obr. 39: Orel bělohlavý

Mezi další testované dravce na PCB, kteří se ukázali jako vhodné bioindikátory patří sokol stěhovavý (*Falco peregrinus*), raroh velký (*Falco cherrug*) a poštolka rudonohá (*Falco vesperinus*)².

Sokol stěhovavý se vyskytuje ve střední a severní Evropě. U nás byl většinou považován za vzácného dravce. V současnosti je jeho nejvýznamnějším hnízdištěm u nás Šumava a Českomoravská vrchovina. Živí se ptáky do velikosti kachny, zřídka savci – hraboši, krtci, veverky a další²⁷.



Obr. 40: Sokol stěhovavý

Raroh velký je u nás považován za velmi vzácný druh dravce. Nejběžněji hnízdí na východ od našeho území. Jeho hlavní potravou jsou sysli, loví také holuby, havrany i hraboše²⁸.



Obr. 41: Raroh velký

Poštolka rudonohá hnízdí ve stepích a lesostepích, spíše v pahorkatině nebo nížinách než v lesích. Mezi její potravu patří zejména hmyz jako jsou kobylky nebo vážky. Na jaře pokud je málo hmyzu loví také myši, ještěrky a také kuňky²⁹.



Obr. 42: Poštolka rudonohá

Na základě publikovaných výsledků jednotlivých studií, že některé druhy dravců a sov jsou často využívány jako bioindikátory pro kontaminaci xenobiotiky. Ovšem z dosud publikovaných údajů nelze jednoznačně určit jednotlivý druh dravce nebo sovy jako nejvhodnější. V ekosystémech mají značný vliv na ukládání kontaminantů potravní zvyklostí jedinců, hladovění, migrace, klimatologické a geomorfologické podmínky a jistě i další zatím neprokázané vlivy².

5.3.2.3. Další bioindikátory živočišného původu

Jako další vhodný bioindikátor se mohou využít například včely, ty jsou velmi vhodným zdrojem informací o lokálním znečištění. Ve studii byl zvýšený obsah PCB zjištěn především ve vosku a v tělech včel a tak napomohl zjistit zdroj znečištění.

Environmentální studie byly také prováděny u volně žijících zvířat. Ta jsou velmi dobrým bioindikátorem živočišného původu sloužícím ke zjištění kontaminace všech ekosystémů. Nejvíce se studie zabývají studiem srnčí zvěře a vyder. Dále se jako bioindikátory živočišného původu pro PCB využívaly například toulavé kočky či lišky, zajáci, divočáci.

Podrobná studie druhové a orgánové kontaminaci byla zpracována v Německu, byly sledovány ryby, lišky, srnčí zvěř a lidé. Výsledky studie ukázaly, že nejlépe chráněnou tkání před kumulací PCB je mozek, pouze s výjimkou ryb².

6. ZÁVĚR

Ze všech studií a materiálů, které se věnují problematice bioindikace xenobiotik v ekosystémech a potravinových řetězcích vyplývá, že potřeba biomonitoringu je velmi silná. V této rešerši rozebíraná xenobiotika jsou skutečně součástí úplně všech složek životního prostředí, a je nutné sledovat jejich postupnou kumulaci v jednotlivých ekosystémech životního prostředí, a samozřejmě se snažit jejich kumulaci nejlépe zabránit, nebo alespoň jejich podíl v životním prostředí snížit. A právě k tomuto sledování se vybírají vhodné rostlinné a živočišné druhy, bioindikátory, které nám poskytnou spolehlivou informaci nejen o přítomnosti dané škodlivé látky v prostředí, ale také jsou schopny prokázat, jak velké je místní znečištění a pomohou určit jaký dopad bude mít látka na ekosystém a potravní řetězec. Jako bioindikátor se v podstatě dá využít jakákoliv rostlina a jakýkoliv živočich, protože absolutně všechny složky životního prostředí přicházejí se škodlivými látkami do styku a všechny mají tendenci je nějakým způsobem hromadit ve svých tkáních. Ale jak je na několika místech v této rešerši uvedeno, je potřeba aby výsledky byly alespoň v určité míře reprodukovatelné. Jednotlivé studie se zabývají rozličnými rostlinami a živočichy jako možnými bioindikátory. V této práci jsou uvedeny takové bioindikátory, které jsou prokazatelně využitelné a byly označeny jako vhodné bioindikátory právě díky výsledkům jednotlivých studií.

Bioindikátory se využívají pro krátkodobý i dlouhodobý monitoring životního prostředí. Z rostlinných bioindikátorů jsou vhodné zejména houby, protože mají vysokou kumulativní schopnost, dále je hojně využíváno jehličí, mechy nebo lišejníky. Obzvláště zmiňované jehličí se osvědčilo, jako vhodná matrice pro dlouhodobý monitoring kontaminantů v prostředí. Z živočišných organismů jsou pro biomonitoring vodních ekosystémů vhodné ryby a rybožraví ptáci, kteří jsou konečným článkem potravního řetězce vodních ekosystémů. Pro terestrické ekosystémy se pro bioindikaci využívají drobní zemní savci, kteří jsou velmi úzce propojeni s půdami, ptáci, bezobratlí a také vysoká zvěř.

Biomonitoring je v dnešní době zcela běžnou součástí výzkumů a ochrany životního prostředí. Pomáhá odhalit nejen samotné znečištění, ale i jeho zdroje, jeho biologické a environmentální účinky jak na organismy, tak na jednotlivé ekosystémy a mechanismy transportu kontaminantů mezi těmito jednotlivými složkami životního prostředí.

7. SEZNAM POUŽITÉ LITERATUTY

1. KOCOUREK, V., HAJŠLOVÁ, J., TOMANIOVÁ, M. Přehled imisní zátěže agrárního ekosystému vybranými prioritními organickými polutanty. *Vědecký výbor fytosanitární a životního prostředí* [online]. 2003 [cit. 2007-09-14].
2. VÁVROVÁ, M. Využití bioindikátorů při hodnocení starých zátěží terestrického ekosystému. Brno, 2004. 104 s. Literární rešerše.
3. HONZÍK, R. *Využití rostlinných bioindikátorů pro hodnocení vlivů cizorodých látek na zemědělskou produkci* [online]. 1997 [cit. 2007-09-14]. Dostupný z WWW: <http://stary.biom.cz/sborniky/sb97PrVana/sb97PrVana_honzik.html>.
4. PITTER, P. *Hydrochemie*. Praha : VŠCHT, 1999. 555 s.
5. DOLEŽALOVÁ WEISSMANNOVÁ, H. *Přednášky z toxikologie: Rizikové prvky a sloučeniny*. FCH VUT Brno, 2000.
6. HAVEL, M., GAŽÁKOVÁ, L. *Budoucnost bez jedů : Chemické látky* [online]. 2005 [cit. 2008-02-20]. Dostupný z WWW: <<http://bezjedu.arnika.org/chemicka-latka.shtml?x=634297>>.
7. PETRLÍK, J. *Budoucnost bez jedů : Chemické látky* [online]. 2005 [cit. 2008-02-20]. Dostupný z WWW: <<http://bezjedu.arnika.org/chemicka-latka.shtml?x=214885>>.
8. PETRLÍK, J. *Budoucnost bez jedů : Chemické látky* [online]. 2005 [cit. 2008-02-02]. Dostupný z WWW: <<http://bezjedu.arnika.org/chemicka-latka.shtml?x=429635>>.
9. HAVEL, M. *Budoucnost bez jedů : Chemické látky* [online]. 2005 [cit. 2008-02-20]. Dostupný z WWW: <<http://bezjedu.arnika.org/chemicka-latka.shtml?x=586099>>.
10. HAVEL, M. *Budoucnost bez jedů : Chemické látky* [online]. 2005 [cit. 2008-02-20]. Dostupný z WWW: <<http://bezjedu.arnika.org/chemicka-latka.shtml?x=610570>>.
11. BÖHM, S., et al. Hodnocení stavu životního prostředí : Monitoring cizorodých látek v potravních řetězcích v letech 1995-2000. [s.l.] : [s.n.], 2002. 310 s.
12. PETRLÍK, J. *Budoucnost bez jedů : Chemické látky* [online]. 2005 [cit. 2008-02-20]. Dostupný z WWW: <<http://bezjedu.arnika.org/chemicka-latka.shtml?x=319920>>.
13. Ministerstvo zemědělství České republiky, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Monitoring stavu lesa v České republice, 1984 – 2003, pp. 121-130. ISBN 80-86461-23-8.
14. GAST, C., JANSEN, E., BIERLING, J., HAANSTRA, L.: Heavy metals in mushrooms and their relationship with soil characteristics. *Chemosphere*, 1988, 17 (4), 789.
15. VÉBER, K., KREDL, F.. Polychlorované bifenyly v biosféře, zejména ve vodách a některých vodních organismech. [s.l.] : [s.n.], 1991. 60 s.
16. WILD, S. R., JONES, K. C.: Organic chemicals in the environment. Polynuclear aromatic hydrocarbon uptake by carrots grown in sludge-amended soil. *J. Environ. Quality*, 21, 1992, 2, s. 217.
17. SANDERS, H. P., CHANDLER J. A.: Biological magnification of a polychlorinated biphenyl (Aroclor 1254) from water by aquatic invertebrates. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 7, 1972, s. 257-263.

18. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský. *Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský* [online]. 2006 [cit. 2008-04-14]. Dostupný z WWW: <http://www.ukzuz.cz/index_oapvr.php?id=agroekologie&id0=imise>.
19. POHUNKOVÁ, P. *Vysoká škola chemicko-technologická v Praze : Obor: Informatika a chemie* [online]. 2008 [cit. 2008-04-14]. Dostupný z WWW: <<http://web.vscht.cz/pohunkop/bioindikace1.html>>.
20. PASCOE, G. A., BLANCHET, R. J., LINDER, G.: Bioavailability of metals and arsenic to small mammals at a mining waste-contaminated wetland. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 1994, 27, s 44.
21. TENORA, F., BARUŠ, V., KRÁČMAR, S., PROKEŠ, M., SITKO, J.: Concentrations of heavy metals in the *Parvitaenia ardeolae* Burt, 1940 and in the host *Ardea pupurea*. *Helminthologia*, 2001, 38 (3), 169.
22. SAEKI, K., et al. Mercury and cadmium in common cormorants (*Phalacrocorax carbo*). *Environ. Pollut.*, 2000, 108, s. 249-255.
23. PFEIFER, G., SACHER, F., WALTER, V.: Roc deer as a bioindicator Pd and Cd contamination of deer in various regions of Bavaria. *Archiv fuer Lebensmittelhygiene*, 1987, 38 (4), 107.
24. SEBASTIANOVÁ, N., VÁVROVÁ, M., ZLÁMALOVÁ GARGOŠOVÁ, H.. *Vetweb.cz : Zpravodaj časopisu Veterinářství* [online]. 2001 [cit. 2007-09-20]. Dostupný z WWW: <<http://www.vetweb.cz/projekt/clanek.asp?pid=2&cid=677>>.
25. KADLÍKOVÁ, L. *Příroda.cz* [online]. 2005 [cit. 2008-03-28]. Dostupný z WWW: <<http://www.priroda.cz/lexikon.php?detail=289>>.
26. *Zoo Praha* [online]. 2004 [cit. 2008-03-28]. Dostupný z WWW: <<http://www.zoopraha.cz/lexikon.php?i=267>>.
27. KADLÍKOVÁ, L. *Příroda. cz* [online]. 2005 [cit. 2008-03-28]. Dostupný z WWW: <<http://www.priroda.cz/lexikon.php?detail=376>>.
28. *Zayferus : Společnost na ochranu dravých ptáků* [online]. 1992 [cit. 2008-03-28]. Dostupný z WWW: <<http://www.zayferus.cz/fotogalerie/raroh-velky-dravci-zayferus/>>.
29. *Ostříži* [online]. 2007 [cit. 2008-03-28]. Dostupný z WWW: <<http://vkskaut.blog.cz/0701/postolka-obecna>>.

8. SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK:

ACE	acenaftthen
ACL	acenaftthylen
ANTR	anthracen
As	arsen
BEFL	benzo[<i>k</i>]fluoranthen
BEFLU	benzo[<i>b</i>]fluoranthen
BEPER	benzo[<i>g,h,i</i>]perylene
BEPYR	benzo[<i>a</i>]pyren
Cd	kadmium
DIBEA	dibenzo[<i>a,h</i>]anthracen
FLAN	fluoranthen
Hg	rtuť
CHR	chrysen
ICDP	indeno[1,2,3- <i>c,d</i>]pyren
NAPH	naftalen
Ni	nikl
Pb	olovo
PHAN	fenanthren
PYR	pyren
PCDF	pentachlordibenzofuran
PVC	polyvinylchlorid
TCDD	tetrachlordibenzoparadioxin
TCDF	tetrachlordibenzofuran
IARC	Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny (International Agency for Research on Cancer)
IUPAC	Mezinárodní unie čisté a užité chemie (International Union of Pure and Applied Chemistry)
WHO	Mezinárodní zdravotnická organizace (World health organization)